

**Dietmar Brandes**

**Invasive Pflanzen : Naturkatastrophe oder Spiegel unserer  
Kulturgeschichte?**

Veröffentlicht: 29.05.2008

<http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00022453>

Auch erschienen in:

Abhandlungen der Braunschweigischen Wissenschaftlichen  
Gesellschaft BWG, Band 59.2008, S. 9-36

# **Invasive Pflanzen**

## **Naturkatastrophen oder Spiegel unserer Kulturgeschichte?\***

DIETMAR BRANDES

Institut für Pflanzenbiologie, Arbeitsgruppe für Vegetationsökologie  
Technische Universität Braunschweig, D-38092 Braunschweig  
d.brandes@tu-bs.de

### **1. Einleitung: Was sind Biologische Invasionen bzw. invasive Pflanzen?**

Der Terminus „Biologische Invasion“ wird in der Literatur widersprüchlich verwendet. Er bezeichnet immer gebietsfremde Arten, die sich mit erheblichen Folgen für andere, in der Regel einheimische, Arten, oft verbunden mit gesundheitlichen und/oder wirtschaftlichen Schäden ausbreiten. Wegen der begrifflichen Verwirrung, die oft nicht nur naturwissenschaftliche Kriterien benutzt, wird hier der wertneutralen Definition von KOWARIK (2003 a) gefolgt. Biologische Invasionen sind demnach durch Menschen vermittelte Ausbreitung und Vermehrung von Organismen in einem Gebiet, das sie zuvor nicht auf natürlichem Wege erreicht haben. Hieraus ergibt sich unmittelbar die Definition für invasive Pflanzen. Als bemerkenswert erscheint, dass es sich bei „biologischen“ Invasionen nach vorherrschender Expertenmeinung immer um direkt oder indirekt vom Menschen ausgelöste Vorgänge handelt, bei denen derzeit in der Natur vorhandene Ausbreitungsbarrieren überwunden wurden.

Die mitteleuropäische Pflanzengeographie hatte genau hierfür längst den Begriff „Anthropochore“ geprägt. Aufbauend auf grundlegenden Arbeiten von THELLUNG (1915 u. 1918/19) wurde eine differenzierte Klassifikation der Anthropochoren entwickelt, wobei Einbürgerungsgrad, Einwanderungszeit und Einwanderungsweise die wichtigsten Einteilungsprinzipien sind (vgl. SCHROEDER 1998 u. 2000, SUKOPP 1998). Insofern wird möglicherweise ein in der zentral-europäischen Biologie sehr eingehend erforschtes Terrain zumindest begrifflich den Termini der zeitgeistigen „Invasionsbiologie“ geopfert, ohne dass dies mit einem Erkenntniszuwachs verbunden wäre.

---

\* (Eingegangen 22.02.2008) Der Vortrag wurde am 20.11.2006 anlässlich des Symposiums „Global change und biologische Invasionen“ der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft und des Instituts für Geobotanik der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover gehalten.

In dieser Publikation soll aufgezeigt werden, dass Ausbreitungen von Pflanzenarten unter dem Einfluss des Menschen im nacheiszeitlichen Mitteleuropa keineswegs so neuartig sind wie oft vermutet und dass sie nur interdisziplinär im Kontext unserer Kulturgeschichte verstanden werden können.

## **2. Die frühen Invasionen**

### **2.1. Nacheiszeitliche Wiederbesiedlung**

Nach Ende der letzten Kälteperiode (Jüngere Dryaszeit) vor ca. 11.600 Jahren war Mitteleuropa eine baumlose Tundra. Der rasche Temperaturanstieg im frühen Holozän führte dann zu einer Wiedereinwanderung zahlreicher Pflanzenarten aus unvergletschert gebliebenen Gebieten. Die Wiederbewaldung Mitteleuropas erfolgte von Süden nach Norden, wobei die einzelnen Gehölzarten aus verschiedenen Refugien mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten einwanderten. Als Beispiel hierfür soll die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) dienen: Unsere wichtigste Baumart besaß in der letzten Eiszeit Refugien in den Gebirgen des südlichen Apennins und der südlichen Balkan-Halbinsel. Die mittlere Wanderungsgeschwindigkeit der Rot-Buche, die sich ja in bereits vorhandenen Wäldern etablieren musste, wird nach verschiedenen Literaturangaben zwischen 150 m/a und 300 m/a angesetzt (LANG 1994). Berücksichtigt man das Gewicht der Bucheckern und ihre eingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeit, so scheint die relativ schnelle Einwanderung der Buche kaum ohne Mitwirkung des Menschen denkbar zu sein, zumal der Wanderungsablauf auffallende Übereinstimmung mit dem Vordringen neolithischer Kulturen in Mitteleuropa zeigt. Eine Mithilfe des Menschen bei der Buchen-Ausbreitung ist daher wahrscheinlich; nach KÜSTER (1996) bildeten sich die meisten Buchenwälder Mitteleuropas „erst nach dem Zeitalter der ersten Rodungen in der Jungsteinzeit“.

### **2.2. Auswirkungen der neolithischen Revolution. Capitulare de villis**

Vor etwa 11.000 Jahren entstand der Ackerbau im Bereich des „Fruchtbaren Halbmondes“, der die im Regenfeldbau nutzbaren Steppenlandschaften der heutigen Länder Israel, Jordanien, Syrien, Irak sowie unmittelbar angrenzende Bereiche der Türkei und des Iran umfasst. Die Auswirkungen dieser oft als „Neolithische Revolution“ bezeichneten Entwicklung können kaum überschätzt werden, boten doch Sesshaftwerdung und lokale Überproduktion landwirtschaftlicher Produkte erstmals die Voraussetzung für Arbeitsteiligkeit und Differenzierung in der Gesellschaft. So war eine Entwicklung von Städten auch erst nach der Neolithischen Revolution möglich. Vom Nahen Osten breitete sich der

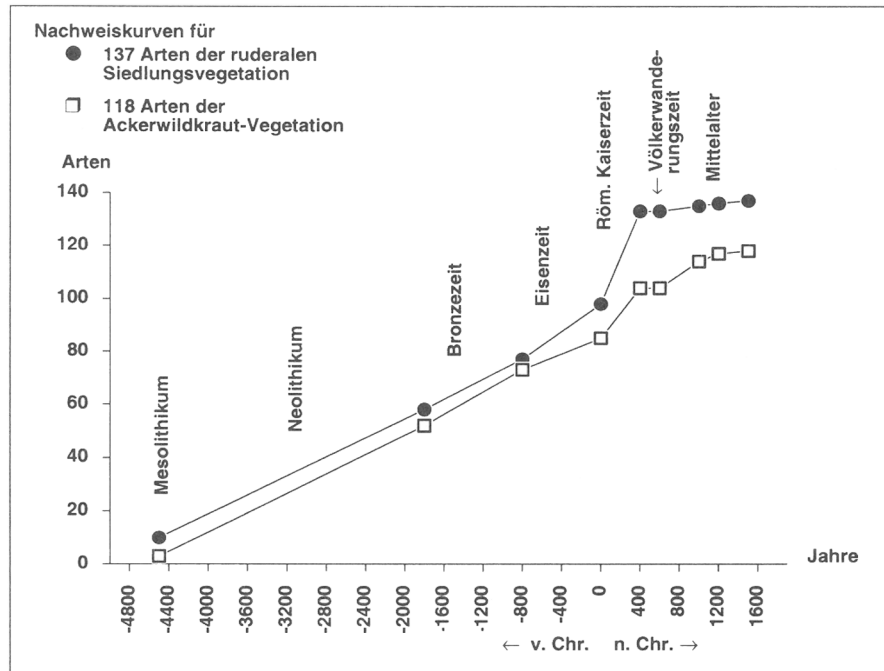


Abb.1: Paläo-ethnobotanische Nachweise von Arten in der heutigen Ruderal- und Ackerunkraut-vegetation (aus OTTE & MATTONET 2001).

Ackerbau nach Europa aus; die Bandkeramiker erreichten schon vor mehr als 7.000 Jahren den Braunschweiger Raum.

Mit dem Saatgut der Kulturpflanzen werden zweifellos die ersten gebietsfremden Ackerunkräuter nach Mitteleuropa eingeschleppt worden sein. Abb. 1 zeigt den Anstieg der Nachweise archäophytischer Ackerunkräuter im Verlaufe der Zeit, wobei auffällt, dass bis 1492 ein quasi kontinuierlicher Zustrom erfolgte. Für Einzelheiten muss auf die paläo-ethnobotanische Literatur (z. B. WILLERDING 1986) verwiesen werden. Die bekanntesten Beispiele solcher archäophytischer Segetalpflanzen sind *Centaurea cyanus* (Kornblume), *Matricaria recutita* (Echte Kamille) und *Papaver rhoeas* (Klatschmohn). Viele dieser auffällig blühenden Arten sind durch Standortveränderungen, Saatgutreinigung und Herbizidanwendung stark zurückgegangen, so dass in den letzten Jahrzehnten sogar Erhaltungsprogramme aufgelegt wurden. Im Gegensatz zu den Segetalarten war der Zustrom von Ruderalpflanzen, also Unkräutern der Siedlungen, bereits gegen Ende der römischen Kaiserzeit weitgehend abgeschlossen.

Die um 800 erlassene Landgüterverordnung **Capitulare de villis vel curtis imperialibus** Karls des Großen ist das wohl wichtigste mittelalterliche Dokument zur Pflanzenverwendung. Über das Vorbild der Klostergärten gelangten manche der im Capitulare aufgeführten Arten in die Bauerngärten. Das Sortiment der Heil- und Nutzpflanzen änderte sich mit der Zeit, viele Arten wurden als Heilpflanze obsolet, manche von ihnen wurden dann zur Ruderalpflanze, zum Unkraut in den Siedlungen. Von den im Capitulare genannten und zum Anbau vorgeschriebenen 90 Arten haben nur *Arctium lappa* (Große Klette), *Cichorium intyus* (Wewarte), *Malva sylvestris* (Wilde Malve), *Pastinaca sativa* (Pastinak) und *Tanacetum vulgare* (Rainfarn) heute flächenhaft große Verbreitung, haben also längst den Sprung über den Gartenzaun geschafft, während andere wie z. B. *Artemisia absinthium* (Wermut) weitgehend auf Trockengebiete beschränkt sind.

### 2.3. Archäophyten

Alle unter Einfluss des Menschen bis 1492 eingewanderten gebietsfremden Pflanzenarten werden als Archäophyten bezeichnet. Es waren zumeist Arten aus dem Mittelmeergebiet und den angrenzenden Regionen Asiens. Einschleppung, Etablierung und Ausbreitung der Archäophyten können als erste große Abfolge von Biologischen Invasionen gewertet werden. Wie stellt sich nun die Bilanz ihrer Einwanderung nach Mitteleuropa dar? HAEUPLER & MUER (2007) verzeichnen für Deutschland 257 Archäophyten, nach eigener Zählung sind es sogar etwa 300.

Immerhin 22 Archäophyten wurden in mehr als 90 % aller kartierten Rasterflächen (Messtischblätter) gefunden (Tab. 1). Unter ihnen stellen die Therophyten mit 81,8 % die meisten Arten, bienn Hemikryptophyten erreichen 13,6 %, während die perennen Hemikryptophyten nur eine Art (4,5 %) stellen. Insgesamt erreichen erstaunlich viele Archäophyten im Gegensatz zu den Neophyten eine hohe flächenmäßige Gleichverteilung. Bei den häufigsten Archäophyten handelt es sich ausnahmslos um Segetal- und Ruderalpflanzen, also um Arten, die vom Menschen häufiger gestörte und zumeist stickstoffreiche Wuchsplätze besiedeln.

Nach KLOTZ (2002) erreichen Archäophyten eine größere flächenmäßige Verbreitung als die indigenen Arten. Bei dem Vergleich der Ähnlichkeit zwischen den Floreninventaren (Tab. 2) der benachbarten Großstädte Braunschweig und Wolfsburg erreichen von den einzelnen Statusgruppen die Archäophyten den höchsten Wert (GRIESE 1999). Innerhalb einer jungen Großstadt kommt es jedoch zu interessanten Differenzierungen: So konnte GRIESE (2001) am Beispiel von Wolfsburg aufzeigen, dass in den alten (und eingemeindeten) Dörfern des Stadtgebietes Archäophyten wie *Aethusa cynapium*, *Tripleurospermum*

Tab. 1: Die bezüglich ihrer flächenmäßigen Verbreitung häufigsten Archäophyten in Deutschland.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	MTB-Nachweise	[%]	Status
<i>Chenopodium album</i>	Weißer Gänsefuß	?	ca. 99	A?
<i>Lamium purpureum</i>	Purpurrote Taubnessel	2942	98,1	A
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergissmeinnicht	2940	98,0	A
<i>Veronica arvensis</i>	Feld-Ehrenpreis	2930	97,7	A
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Geruchlose Kamille	?	> 97	A
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	2912	97,1 %	A?
<i>Viola arvensis</i>	Acker-Stiefmütterchen	2908	96,9 %	A
<i>Atriplex patula</i>	Spreizende Melde	2851	95,0 %	A ?
<i>Sisymbrium officinale</i>	Weg-Rauke	2849	95,0 %	A
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Sonnenwend-Wolfsmilch	2839	94,6 %	A
<i>Melilotus albus</i>	Weißer Steinklee	2834	94,5 %	A
<i>Thlaspi arvense</i>	Acker-Hellerkraut	2831	94,4 %	A
<i>Matricaria recutita</i>	Echte Kamille	2809	93,6 %	A
<i>Sinapis arvensis</i>	Acker-Senf	2799	93,3 %	A
<i>Geranium pusillum</i>	Kleiner Storchschnabel	2797	93,2 %	A
<i>Melilotus officinalis</i>	Gewöhnlicher Steinklee	2787	92,9 %	A
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnl. Natternkopf	2757	91,9 %	A
<i>Anagallis arvensis</i>	Acker-Gauchheil	2756	91,9 %	A
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	2744	91,5 %	A
<i>Spergula arvensis</i>	Acker-Spark	2723	90,8 %	A
<i>Malva neglecta</i>	Weg-Malve	2715	90,5 %	A
<i>Fumaria officinalis</i>	Gewöhnlicher Erdrauch	2712	90,4 %	A
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	2708	90,3 %	A

Angegeben sind jeweils die Rasterflächen (Messtischblätter), in denen die Art gefunden wurde (verändert nach KOWARIK 2003a: Tab. 73). Arten, die wahrscheinlich Archäophyten sind, sind mit A ? gekennzeichnet.

*perforatum*, *Ballota nigra*, *Malva neglecta* oder *Lamium album* wesentlich häufiger auftreten als in der eigentlichen erst nach 1938 gegründeten Stadt.

Warum sind die Archäophyten flächenmäßig so erfolgreich? Hierfür müssen mehrere Bedingungen erfüllt sein: (1) gute Anpassung an häufig (periodisch) gestörte Habitats, (2) hohe Samenproduktion, (3) effektive Ausbreitung mit Saaten und anderen landwirtschaftlichen Produkten, (4) hohe Keimfähigkeit.

Tab. 2: Präsenzgemeinschaftskoeffizient nach Jaccard der floristischen Statusgruppen in den Floreninventaren der Stadtgebiete von Wolfsburg und Braunschweig (aus GRIESE 1999)

Gesamte Floreninventare von Wolfsburg und Braunschweig	74,3 %
Indigene Arten	78,9 %
Archäophyten	88,9 %
Eingebürgerte Neophyten	74,5 %
Unbeständige Neophyten	47,3 %

Offensichtlich reichte der Zeitraum von ihrer Einschleppung bis heute für eine  $\pm$  flächendeckende Ausbreitung in Deutschland aus. Paläoethnobotanische Befunde belegen zumindest punktuelle Vorkommen verstreut über ganz Mitteleuropa, alte Floren zeigen erstaunliche Verbreitung der Archäophyten. Ob das Ausfüllen der Areale aber tatsächlich bereits bis Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgt war, also vor der Entwicklung des Eisenbahnnetzes und der Intensivierung der Landwirtschaft, oder erst später geschah, muss noch offen bleiben. Eine detaillierte Analyse der Lokalfloren sollte diese Frage klären können.

Warum gibt es eigentlich keine Angst vor Archäophyten? Zumeist handelt es sich um kurzlebige Arten (Therophyten und Biennen), es gibt unter den Archäophyten nur wenige ausbreitungsfreudige Stauden (*Tanacetum vulgare*) und nur eine Baumart (*Castanea sativa*). Ihre Verbreitung ist bis auf die Edel-Kastanie weitgehend auf stark vom Menschen veränderte Habitate beschränkt. Liegt also die im Vergleich zu den Neophyten wesentlich größere Toleranz gegenüber den Archäophyten daran, dass sie für ökologisch weniger gefährlich gehalten werden? Liegt es an ihrer langen Anwesenheit in Mitteleuropa, werden sie also schon zur indigenen Flora gezählt? Oder liegt es an der zurückgehenden gesellschaftlichen Bedeutung der Landwirtschaft, dass Ackerunkräuter, die früher große Ertragseinbußen bedingten, heute (vom Städter) eher als schutzwürdige „Ackerwildkräuter“ denn als Gefahr eingestuft werden? Die Ackerrandstreifen-Programme scheinen die letztere Annahme zu stützen.

Aus dem Befund, dass die Archäophyten Deutschland bereits alle in vorindustrieller Zeit erreicht haben, könnte geschlossen werden, dass sie in urban-industriellen Habitaten keine ihnen zusagenden Bedingungen mehr finden. Diese Vermutung scheint durch den Rückgang der Ackerunkrautflora gestützt zu werden. Gerade die Analyse der häufigen Archäophyten zeigt aber, dass viele von ihnen längst neue Habitate finden konnten. So profitieren *Chenopodium album* (Weißer Gänsefuß) und *Tripleurospermum perforatum* (Geruchlose Kamille) zweifellos von den Veränderungen in der Landschaft ebenso wie *Tanacetum vulgare* (Rainfarn), das große Populationen auf stadtnahen Brachen aufbauen kann. *Chaenorhinum minus* (Kleiner Orant) und die Steinklee-Arten *Melilotus albus* und *Melilotus officinalis* haben neuen Lebensraum auf Eisenbahn- und Industrieflächen finden können. *Bellis perennis* (Gänseblümchen) hat heute schließlich in den häufig gemähten und intensiv gepflegten „Scher-rasen“ unserer Siedlungen seinen neuen Schwerpunkt.

### 3. Neophyten

#### 3.1. Übersicht

Gebietsfremde Pflanzenarten, die nach 1492 – also nach der Entdeckung Amerikas – eingeführt wurden und anschließend verwilderten, werden als Neophyten

bezeichnet. Der Zeitschnitt 1492 erscheint willkürlich, ist aber gut gewählt, da mit der Entdeckung Amerikas ein weltweiter Austausch von Organismen unter Überbrückung der natürlichen Ausbreitungsbarrieren begann. Solange gebietsfremde Pflanzenarten kultiviert werden und nicht verwildern, sind sie definitionsgemäß kein Bestandteil der Flora und können daher auch nicht als Neophyten bezeichnet werden. Unklar ist oft der Bezugsrahmen: Ist eine Art, die in Südwestdeutschland indigen ist und in Niedersachsen bis vor kurzem nicht vorkam, hier ein Neophyt oder nicht? Bei Annahme eines engen (regionalen) Bezugsrahmens ist diese Art zweifellos ein Neophyt; um eine Vergleichbarkeit von Statusangaben zu ermöglichen, wird heute in der Regel der floristische Status deshalb auf den nationalen Rahmen bezogen. Eine Art ist demnach in Deutschland nur dann ein Neophyt, wenn sie hier vor 1492 nirgends wildwachsend oder verwildert vorkam. Auf lokaler Ebene gibt es jedoch vielmehr gebietsfremde Arten als auf nationaler.

Nach SUKOPP (1976) wurden ca. 12.000 Blütenpflanzenarten nach Mitteleuropa eingeführt, wobei die krautigen Arten, die in den Botanischen Gärten kultiviert werden, nicht einmal mitgezählt wurden. Angesichts dieser großen Anzahl eingeführter Arten ist die Zahl der Neophyten mit ca. 450 Arten erstaunlich niedrig. Ihr Anteil an der Flora Deutschlands beträgt derzeit ca. 11 %, er scheint aber deutlich anzusteigen.

Unbeabsichtigt eingeschleppte und/oder ausgebreitete Neophyten spielen in Mitteleuropa als Segetal- und Ruderalpflanzen eine nicht unerhebliche Rolle, konnten aber nie die wirtschaftliche Bedeutung der agriophytischen Ackerunkräuter erreichen. Die bezüglich ihrer flächenmäßigen Ausbreitung erfolgreichsten Neophyten sind in Tab. 3 zusammengestellt. Es überrascht der relativ kurze Zeitraum, der jeweils benötigt wurde, um mindestens 50 % der Fläche Deutschlands zu erobern.

### 3.2. Verwendung von Exoten in Gärten sowie im Landschaftsbau

Gärten und Anlagen dürften inzwischen die Hauptquelle für biologische Invasionen spielen. KRONENBERG & KOWARIK wiesen bereits 1989 auf die Bedeutung des Kulturpflanzenbestandes der Gärten als Ausgangsbasis für Naturverjüngungen hin.

Sekundäre Freisetzung von gebietsfremden Pflanzenarten spielt eine ähnlich wichtige Rolle wie die zufällige Einschleppung. Gerade Arten mit wenig ausbreitungsfähigen Diasporen können so mit Hilfe des Menschen größere Entfernungen überwinden (KOWARIK 2003 b). Fast alle sog. „Problemneophyten“, die zumindest lokal Zielkonflikte mit dem Naturschutz verursachen, stammen aus Gartenverwildierungen. Hierzu gehören *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, *Fallopia x bohemica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Helianthus*



Tab. 3: Erstnachweis und Ausbreitungserfolg krautiger Neophyten, die nicht als Zier- oder Nutzpflanzen eingeführt wurden.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Erst-nachweis	Messtischblatt-frequenz
<i>Matricaria discoidea</i>	Strahlenlose Kamille	1852	98,7 %
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadisches Berufkraut	1700	95,6 %
<i>Veronica persica</i>	Persischer Ehrenpreis	1805	93,8 %
<i>Galinsoga ciliata</i>	Zottiges Knopfkraut	1850	90,5 %
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut	1837	86,5 %
<i>Galinsoga parviflora</i>	Kleinblütiges Knopfkraut	1802	85,1 %
<i>Juncus tenuis</i>	Zarte Binse	1834	84,1 %
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	1859	74,8 %
<i>Epilobium ciliatum</i>	Drüsiges Weidenröschen	1927	73,7 %
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Zurückgebogener Fuchsschwanz	1815	66,4 %
<i>Senecio vernalis</i>	Frühlings-Greiskraut	1850	64,4 %
<i>Vicia villosa</i>	Zottel-Wicke	?	61,1 %
<i>Berteroia incana</i>	Graukresse	?	59,2 %
<i>Bidens frondosa</i>	Schwarzfrüchtiger Zweizahn	1891	52,9 %

Veränderter Auszug aus KOWARIK (2003 a: Tab. 73); Statureinstufung und Jahr des Erstnachweises für Deutschland nach ROTHMALER (2005).

Anmerkung: mit hoher Wahrscheinlichkeit stammen *Matricaria discoidea* und *Impatiens parviflora* jeweils aus einem botanischen Garten.

*tuberosus*, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, *Prunus serotina*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea*. Am Beispiel von *Prunus serotina* zeigten STARFINGER et al. (2003) die sich im Laufe der Zeit wandelnde Perzeption vom Ziergehölz über einen Forstbaum hin zur „Pest“ auf.

Von den 16 ökonomisch bedeutenden fremdländischen Baumarten in deutschen Wäldern (KNOERZER & REIF 2002) verwildern immerhin mindestens 10 Arten (vgl. Tab. 4). Daher wird der Anbau neophytischer Baumarten zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz kontrovers diskutiert. Auch hier zeigt sich, dass wiederum Einzelfallbetrachtung angemessen ist; so konnte GOSSNER (2004) am Beispiel von *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* zeigen, dass diese Neophyten entgegen der herrschenden Naturschutzsicht keinen ökologischen Totraum darstellen.

In unseren Städten werden oft Straßenbäume gepflanzt, die aus (etwas) sommerwärmeren Herkunftsgebieten stammen und deswegen den Lebensbedingungen in unseren Städten infolge Prädisposition oft besser gewachsen sind. Es verwundert nicht, dass sich manche von ihnen reproduzieren, wobei sowohl die innerstädtische Überhitzung als auch die längere Vegetationsperiode das Ausreifen der Früchte begünstigt. Hierzu gehören u. a. *Acer negundo* (Eschen-Ahorn), *Acer saccharinum* (Silber-Ahorn), *Ailanthus altissima* (Götterbaum), *Catalpa*

Tab. 4: Ökologisch unerwünschte Auswirkungen durch Verwilderung von ausländischen Baumarten in Deutschland.

Wissenschaftlicher Name	Herkunft	Einführung in Deutschland	Probleme durch Verwilderung
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Nordamerika	1827	+
<i>Pinus strobus</i>	Nordamerika	1705	Lokal ++
<i>Quercus rubra</i>	Nordamerika	1691	++
<i>Populus balsamifera</i>	Nordamerika	1689	
<i>Populus x canadensis</i>	(Nordamerika)	(1750)	
<i>Pinus nigra</i>	Südeuropa	?	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Nordamerika	1601	+++
<i>Castania sativa</i>	Westliches Asien	Römerzeit	
<i>Juglans regia</i>	Südosteuropa, Asien	?	(+)
<i>Prunus serotina</i>	Nordamerika	1623	++

Quelle: KNOERZER & REIF (2002: Tab. 2). Die Baumarten sind nach ihrer Bedeutung auf dem Holzmarkt gereiht.

*bignonioides* (Gewöhnlicher Trompetenbaum), *Corylus colurna* (Baum-Hasel), *Fraxinus ornus* (Blumen-Esche) (BRANDES 2006), *Paulownia tomentosa* (Blauglockenbaum), *Platanus x hispanica* (Ahornblättrige Platane) und *Robinia pseudoacacia* (Robinie). Die Verwilderung erfolgt zunächst unbeachtet (vgl. Abb. 2 und 3).

Zur Begrünung von großen Wiesen und Rasenbereichen der Parks und Landschaftsgärten wurden im 19. Jahrhundert unkontrolliert Grassaaten unterschiedlicher Provenienz ausgebracht. Diese Arten werden in der Literatur unter dem Begriff „Grassamenankömmlinge“ zusammengefasst (HYLANDER 1943) und können als Zeiger alter Gartenkultur verstanden werden. Die in den 1890er Jahren eingeführte Saatgutreinigung führte zu Einschränkungen in der Ausbringung fremden Saatgutes, so dass sich das Alter der Parkanlagen durchaus in ihren Grasarten widerspiegeln kann (KOWARIK 2003 a, SUKOPP 2006).

Zier- und Nutzpflanzen unterliegen also Moden: zunächst werden sie wegen ihrer Attraktivität vom Menschen begünstigt, dann werden sie lästig oder günstigstenfalls nutzlos. Die Konkurrenzkräftigsten von ihnen können sich in der anthropogenen Vegetation als Epökophyten einnischen, einige finden als Agriophyten sogar ihren Platz in der natürlichen Vegetation. So wachsen heute zahlreiche Arten, die früher als Heilpflanzen vielerorts kultiviert, später jedoch obsolet wurden, als Ruderalpflanzen entlang von Zäunen, auf Brachen sowie in Säumen. Zu dieser Gruppe zählen z. B. *Ballota nigra* (Schwarznessel), *Leonurus cardiaca* (Herzgespann), *Marrubium vulgare* (Gewöhnlicher Andorn), *Aristolochia clematitis* (Osterluzei), *Parietaria officinalis* (Aufrechtes Glaskraut), *Tanacetum vulgare* (Rainfarn) oder *Verbena officinalis* (Eisenkraut).



Abb. 2: *Catalpa bignonioides* (Gewöhnlicher Trompetenbaum), ein seltener Straßenbaum in Braunschweig, mit charakteristischen hängenden Früchten.

Die rasche Ausbreitung von Zierpflanzen wird heute im wesentlichen durch drei Faktorenkomplexe ermöglicht: durch die große Anzahl von Gartencentern und Baumärkten, die zur selben Zeit ein Zierpflanzensortiment von früher ungeahnter Größe vertreiben. Auf diese Weise erfolgt eine sehr effektive Hilfe beim Ausfüllen des potentiellen Areals des Neophyten, der von vielen Ausbreitungszentren nur relativ geringe Strecken überwinden muss, während nach einem einmaligen Einschleppungsereignis sich die Art aus eigener Kraft über das gesamte Staatsgebiet ausbreiten muss. Mitunter werden erste Verwilderungen bereits wenige Jahre nach der Markteinführung der Art an unterschiedlichen Orten in Deutschland registriert. Hierfür ist *Chaenorrhinum origanifolium*, eine Felspflanze der südspanischen Sierra Nevada, ein schönes Beispiel. Noch bevor sie in der ersten deutschen Flora verzeichnet war, wurde sie im Ruhrgebiet, in Braunschweig sowie in Bayern gefunden. Der Verfasser



Abb. 3: Jungpflanze von *Catalpa bignonioides* (Gewöhnlicher Trompetenbaum), die im Schutz einer Ligusterhecke etwa 100 m vom Samenbaum entfernt aufkommt.

unternimmt deswegen mit seiner Arbeitsgruppe regelmäßig Exkursionen zu Gartencentern und Baumärkten, um sich über das neue Sortiment zu informieren und aufgrund ihrer Merkmalssyndrome als potentiell ausbreitungsfreudig eingestufte Arten für eingehende Untersuchungen in Kultur zu nehmen. In Tab. 5 sind einige Zierpflanzen zusammengestellt, deren Ausbreitung gerade begonnen hat.

Das Monitoring der potentiell invasiven Pflanzen wird durch erhebliche Defizite in der Systematik der Zierpflanzen erschwert. Oft sind sowohl die Abgrenzung der vielen Kultursippen eines Taxon, das in großen Mengen im Handel vertrieben wird, ebenso wie seine geografische Herkunft noch unklar, weswegen eine eindeutige Ansprache und Verschlüsselung in Florenwerken (wenn überhaupt) lediglich in Auswahl erfolgt. So wurde vor wenigen Monaten erstmals eine Flora der krautigen Zier- und Nutzpflanzen Deutschlands (ROTHMALER 2008) publiziert, während Gehölzfloren eine wesentlich längere Tradition aufweisen. Diese Bestimmungsprobleme werden noch überlagert von der Entwicklung an deutschen Universitäten, deren Absolventen zumeist nur noch marginale systematische bzw. taxonomische Kenntnisse haben, womit der Biodiversitätsforschung und der Invasionsbiologie allen internationalen Vereinbarungen zum Trotz der Boden entzogen wird.

Tab. 5. Auswahl von Zierpflanzen, deren Verwilderung gerade begonnen hat.

Zierpflanze	Häufigkeit	Verwilderung beobachtet in
<i>Alcea rosea</i>	+	BS, FB, L*, Wien, Zürich*
<i>Campanula carpatica</i>	+	BS, Zürich*
<i>Campanula poscharskyana</i>	+++	BS, Zürich*
<i>Chaenorhinum organifolium</i>	+	BS
<i>Commelina communis</i>	+	B, BS, L*, Lienz, Wien*, Zürich*
<i>Duchesnea indica</i>	++	BS, FS, L*, Wien, Zürich*
<i>Erigeron karvinskianus</i>	+	BS, GS, Zürich*
<i>Lobularia maritima</i>	+	BS, L*, Seelstat, Wien, Zürich*
<i>Melissa officinalis</i>	++	BS, FB, L*, MD, Wien, Zürich*
<i>Mirabilis jalapa</i>	+	BS, HAL, L*, Wien*
<i>Nepeta x fassenii</i> u.a.	+	BS, HAL, L*, MD, Zürich*
<i>Nicotiana sylvestris</i>	++	MD, Seelstat
<i>Petunia</i> -Hybriden	+	BS, HAL, L*, Wien, Zürich*
<i>Sedum hispanicum</i>	+	BS, GS, L*, Wien*, Zürich*
<i>Silene coronaria</i>	+	BS, L*, MD, HAL, Wien*, Zürich*
<i>Stachys byzantina</i>	+	BS, L*, MD, HAL, Wien*

Eigene Untersuchungen in BS: Braunschweig, FB: Freiburg, FS: Freising, GS: Goslar, HAL: Halle, MD: Magdeburg, Seelstat, Wien. Literaturangaben sind mit einem Sternchen \* markiert: L: Leipzig (GUTTE 2006), Wien (ADLER & MRKWICKA 2003), Zürich (LANDOLT 2001).

Wenig beachtet wurde bislang der Einfluss von Sommerblumenmischungen, wie sie insbesondere von Städten und Gemeinden eingesetzt werden. Vor ca. 30 Jahren wurde versucht, als monoton und blütenarm empfundene innerstädtische Rasenflächen durch Einsaat zu „Blumenwiesen“ aufzuwerten. Das Saatgut stammte oft aus dem (südlichen) Mittelmeergebiet, es enthielt dann zahlreiche bunt blühende einjährige Ackerunkräuter und Ruderalpflanzen. Ebenso wurden Provenienzen aus nordamerikanischen Prärien eingesetzt. Der Blumenreichtum der Rasenflächen war jedoch immer nur von kurzer Dauer, da die einjährigen „Sommerblumen“ auf offene Keimplätze angewiesen und im Verhältnis zu den ausdauernden Gräsern der Scherrasen ausgesprochen konkurrenzschwach waren. Der großflächige Einsatz wurde deshalb schon aus Kostengründen bald wieder eingestellt, weil jedes Jahr nach Vorbehandlung des Rasens (Schaffung neuer Keimstellen!) neu eingesät werden musste. In Privatgärten werden Sommerblumenmischungen verschiedenster Provenienzen jedoch immer noch eingesetzt, ebenso in Fremdenverkehrsorten, damit Verkehrskreisel, Baumscheiben und sonstige Restflächen einen Blütenflor tragen, der mitunter allerdings sehr artifiziell wirkt. So werden nach eigenen Beobachtungen in Fremdenverkehrsorten der östlichen Zentralalpen Sommerblumenmischungen gern ausgebracht, wodurch auch Acker- und Gartenunkräuter über die Ackerbaugrenze hinaus eingeführt werden. In Tab. 6 sind diejenigen Arten zusammengestellt, die nach unseren Stichproben häufig in den Mischungen auftreten. Ein erheblicher Teil der Arten (bzw. Kultivare) bereitet erheblich taxonomische

Tab. 6: Häufige Arten der „Sommerblumenmischungen“.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Herkunft
<i>Agrostemma githago</i>	Korn-Rade	Europa, Asien
<i>Anthemis tinctoria</i>	Färber-Hundkamille	Europa, W-Sibirien
<i>Calendula officinalis</i>	Garten-Ringelblume	Mittelmeergebiet
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	SO-Europa, Orient
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	Kronen-Margerite	Mittelmeergebiet
<i>Coreopsis div. spec.</i>	Mädhenaue	Nordamerika
<i>Coreopsis tinctoria</i>	Färber-Mädhenaue	Nordamerika
<i>Coronilla varia</i>	Bunte Kronwicke	Europa
<i>Echium pantagineum</i>	Wegerich-Natternkopf	Mittelmeergebiet
<i>Eschscholtzia californica</i>	Kalifornischer Kappenhahn	Kalifornien
<i>Linaria bipartita-Hybriden</i>	Sommerblumen-Leinkraut	SW-Europa, NW-Afrika
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	Europa, Westasien
<i>Mentzelia lindleyi</i>	Lindley-Mentzelie	Nordamerika
<i>Papaver croceum</i>	Altai-Mohn	Mittel- und Zentralasien
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatsch-Mohn	Mittelmeergebiet, Orient
<i>Salvia nemorosa</i>	Steppen-Salbei	Europa, Westasien

Probleme, weswegen über die Verwilderungstendenz nur wenig bekannt ist. Diese sollte jedoch keineswegs unterschätzt werden. Schließlich werden *Alcea rosea* (Stockrose), *Securigera varia* (Bunte Kronwicke), *Datura stramonium* (Gewöhnlicher Stechapfel) und *Phytolacca esculenta* (Asiatische Kermesbeere), ja sogar *Amaranthus*-Arten durch Einsaat auf Baumscheiben, den unversiegelten Flächen um Straßenbäume herum, in ihrer Ausbreitung gefördert.

Kann die Ausbreitung von Zierpflanzen fremder Herkunft gestoppt werden? Selbst bei problematischen Neophyten wie z. B. *Ambrosia artemisiifolia* oder *Heracleum mantegazzianum* scheint ein Handelsverbot nicht umsetzbar zu sein. Auch die gut gemeinte Forderung nach Verwendung einheimischer Pflanzenarten stellt keine Lösung dar, da sich auf diese Weise kaum die infraspezifische Diversität unserer Flora erhalten lässt, weil blühwillige Genotypen einseitig bevorzugt würden.

### 3. Wie erfolgen Verwilderung und Etablierung in neuen Habitaten?

Die Verwilderung von kultivierten gebietsfremden Pflanzenarten erfolgt durch Ausbreitung, d. h. durch Besiedlung neuer Habitate. Die Invasion kann insbesondere dann rasch verlaufen, wenn die Diasporen durch den Wind (Anemochorie) oder wenn sie rypochor, also mit Bodentransporten, ausgebreitet werden. Die letztere Ausbreitungsmöglichkeit spielt eine große Rolle bei der Neuanlage von Verkehrswegen, Siedlungen und Industrieanlagen. Im Vergleich dazu

ist die Ausbreitungsgeschwindigkeit bei Verschleppung durch Tiere (Zoochorie) wesentlich niedriger. Besonders effektiv ist die Ausbreitung, wenn mehrere Wege kombiniert sind, so erfolgt z. B. der Ferntransport von *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) anemochor, während die Art am Ort der Pflanzung durch vegetative Ausbreitung unduldsame Herden bilden kann. So ist es nicht verwunderlich, dass diese früher oft kultivierte Art rasch zu einem „Problemneophyten“ geworden ist (vgl. Abb. 4, 5 und 6). Wie groß die Verwilderungstendenz ist, konnten BRANDES & BRANDES (1995) am Beispiel von Dörfern im westlichen Sachsen-Anhalt zeigen: von 268 krautigen Zierpflanzensippen wurden immerhin 96 außerhalb der Gärten verwildert gefunden.

Eine effektive Ausbreitung von Zierpflanzen erfolgt vor allem durch illegale Ablagerung von Gartenabfällen an Waldrändern, Eisenbahn- und Straßenböschungen, Grabenrändern und Flussufern. Entlang dieser linearen Strukturen ist die weitere Ausbreitung in die Landschaft erleichtert. ASMUS (1981) wies erstmals auf den Einfluss von Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste am Beispiel der Stadt Erlangen hin. BRANDES & SCHLENDER wiesen 1999 allein an Waldrändern in Ostniedersachsen immerhin 139 verwilderte Zierpflanzen nach. Ein laufendes Forschungsprojekt zeigt, dass Ablagerungen von Gartenabfällen an Waldrändern und Flussufern zu den wichtigsten Ausbreitungsquellen werden.



Abb. 4: *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) wird im Gebirge noch häufig in Gärten kultiviert (Osttirol 2003).



Abb. 5: *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) gelangt mit Gartenabfällen an Flussufer und etabliert sich auf Schottern (Gailtal 2007).



Abb. 6: Rasche Ausbreitung der Kanadischen Goldrute entlang von Eisenbahnlinien und Straßen im Drautal (2006).



Eine absichtliche Ausbringung von Neophyten als Wildäsung oder Bienenweide – auch von problematischen Arten – erfolgte mitunter durch Jagd und Imkerei. Hierdurch wurden z. B. die Problemarten *Fallopia japonica* (Japanischer Flügelknöterich), *Fallopia sachalinensis* (Sachalin-Flügelknöterich), *Heracleum mantegazzianum* (Riesen-Bärenklau) und *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut) in die freie Landschaft gebracht. Das Entsetzen über deren anschließende Ausbreitung („Invasion“) kann ebenso wie die anschließende Darstellung in den Medien aus rationaler Sicht oft nicht nachvollzogen werden. Mit Wildäsungs-Aussaaten („Hasen-Apotheke“) wurde die seltene und konkurrenzschwache (!) Art *Psyllium arenarium* (Sand-Wegerich) vielerorts freigesetzt. Da für Wildäsung oft unzertifiziertes Vogelfutter ausgesät wird, kann es auch zur Ausbreitung von *Ambrosia artemisiifolia* (Beifußblättriges Traubenkraut), die oft als Verunreinigung in Sonnenblumen-„Streu Vogelfutter“ enthalten ist, kommen.

Im Zuge der landwirtschaftlichen Überproduktion der EU werden Flächenstilllegungen und Ackerrandstreifen-Programme gefördert. Auf Ackerrandstreifen werden vor allem Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) eingesät. Bei Verwendung von zugelassenem Saatgut sind keine Probleme zu erwarten, wohl aber bei missbräuchlicher Verwendung von billigem „Streu Vogelfutter“ (s.o.), was entsprechend auch für Schnittblumenfelder zur Selbstbedienung gilt (BRANDES & NITZSCHE 2007).

Gebietsfremde Hydrophyten sind längst flächendeckend sowohl über den Aquarienhandel als auch über Gartencenter zu erhalten. Da der Inhalt von Aquarien (und Abfälle von Zierteichen?) offenbar gern in Gewässer entsorgt wird, wundert es nicht, dass z. B. *Azolla filiculoides*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Lagerosiphon major*, *Myriophyllum heterophyllum* oder *Vallisneria spiralis* in Gewässern in Deutschland vorkommen. 2003 konnte sogar die tropische Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) schwimmend auf der Ill in Straßburg gefunden werden. Für die USA konnten KAY & HOYLE (2001) zeigen, dass nahezu alle in den USA oder einem ihrer Teilstaaten als gefährlich eingestuft exotischen Wasserpflanzen über das Internet angeboten und problemlos beschafft werden können. Wie weit diese leichte Beschaffungsmöglichkeit eine Bedeutung für Mitteleuropa hat, muss vorerst offen bleiben.

Einen Sonderstandort stellen thermisch belastete Gewässer dar: In der Erft, deren Wassertemperatur auch im Winter infolge von Abwassereinleitungen nicht unter 10°C sinkt, konnten HUSSNER & LÖSCH (2005) mit *Azolla filiculoides*, *Erigeron densa*, *Lemna minuta*, *Myriophyllum aquaticum* und *Vallisneria spiralis* fünf Neophyten nachweisen. Eine eingehende Analyse zeigt, dass diese Neophyten keineswegs einheimische Arten verdrängen, sondern sogar die  $\alpha$ -Diversität erhöhen.

Welche Rolle spielen Botanische Gärten für Biologische Invasionen? In den Botanischen Gärten Deutschlands werden vermutlich insgesamt etwa 50.000

Arten kultiviert (STÜTZEL 2003), von denen viele nur geeignete Wachstumsbedingungen im Gewächshaus finden können. Bei allen Arten, die jedoch im Freien kultivierbar sind, kann eine Verwilderung grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Deren Anzahl umfasst im größten Botanischen Garten Deutschlands (Berlin-Dahlem) immerhin etwa 10.000 Arten. Im Vergleich zu den in Gärten allgemein angebauten Zier- und Heilpflanzen spielen die Pflanzensammlungen der Botanischen Gärten für die Ausbreitung von Neophyten bzw. für Biologische Invasionen offensichtlich nur eine relativ geringe Rolle (SUKOPP 2006): aus Berliner Botanischen Gärten sind *Bromus carinatus*, *Galinsoga parviflora*, *Impatiens parviflora*, *Matricaria discoidea*, *Orobancha hederarum* sowie *Parietaria pensylvanica* verwildert. In der Umgebung des Botanischen Gartens Braunschweig finden sich *Orobancha hederarum*, *Isatis tinctoria* und *Parietaria officinalis*, die offensichtlich aus dem Garten stammen.

1890 wurde auf dem Brocken im Harz vom Göttinger Professor ALBERT PETER ein Versuchsgarten angelegt, in dem zu seiner Blütezeit etwa 1.400 Arten kultiviert wurden. Nach DAMM (1994) finden sich etwa 30 Arten, „die die Grenzen des Gartens selbständig überschritten haben“, deren Anzahl inzwischen offensichtlich auf die Hälfte reduziert wurde (KISON & WERNECKE 2004).

### 3.4. Laurophyllisation

Im Tertiär war Mitteleuropa von Lorbeerwäldern, also von immergrünen Laubwäldern, bedeckt, die infolge der Klimaverschlechterungen der sich ankündigenden Eiszeiten auf dem europäischen Kontinent ausstarben. Kleine Refugien konnten lediglich auf den atlantischen Inseln (Kanaren, Madeira, Azoren) überdauern. Klimatische Voraussetzung für Lorbeerwälder ist ein wintermildes Klima mit relativ warmen Sommern und ganzjährig ausreichend hohen Niederschlägen. Lorbeerwälder stellen die thermische Klimax der Meridionalen und der Australen Zone. Der Begriff „Lorbeerwald“ hat sich allerdings nicht allgemein durchgesetzt, er wird häufig in der Literatur auch als „Laurisilva“, „Subtropischer Laubwald“, „Temperierter Regenwald“ oder „Warmtemperierter Laubwald“ bezeichnet. Größere Lorbeerwalddomänen gibt es heute auf der Erde noch in Südchina, Südjapan, den südöstlichen USA, Südamerika, Ostaustralien und Neuseeland.

Quasi unbemerkt hat sich jedoch ein potentiell Lorbeerwaldgebiet in Insubrien (Tessin und angrenzende oberitalienische Seen) erhalten: Nach SCHROEDER (1998) stimmt das Klimadiagramm von Locarno in allen Merkmalen mit denjenigen aus dem meridionalen Japan überein. Es ist daher kein Wunder, dass sich zahlreiche Arten aus Lorbeerwaldregionen anderer Erdteile seit langem mit großem Erfolg in den Villengärten an den Ufern der oberitalienischen Seen kultivieren

lassen. Bereits 1989 wies der Verfasser auf die Verwilderung zahlreicher sonst für Mitteleuropa ungewöhnlicher Arten im Tessin hin (BRANDES 1989), so auch auf spontane Vorkommen der Chinesischen Hanfpalme (*Trachycarpus fortunei*). 1996 erkannten KLÖTZLI et al. darin einen „anlaufenden Biomwandel in Insubrien“. Ob die Ausbreitung einiger Lorbeerwaldarten (BERGER & WALTHER 2006) aber als Fingerprint von Klimaänderungen gesehen werden kann, muss offen bleiben. Die Hypothese, dass die Einbringung von Exoten in ein für sie geeignetes Klima zwangsläufig zu ihrer Verwilderung führen musste, ist zumindest ebenso wahrscheinlich, zumal nach Beobachtungen des Verfassers mit der Verbringung von Gartenabfällen an siedlungsnahen Waldränder (s. u.) sehr sorglos umgegangen wurde. Wärmere Sommer fördern die Ausbreitung der Exoten sicherlich.

Eine schleichende „Laurophyllisation“ ist auch in mitteleuropäischen Städten zu beobachten: Nach eigener Zählung werden in unseren mitteleuropäischen Städten mehr als 50 immergrüne Laubgehölze im Freien gepflanzt. Besonders im Winter fallen die immergrünen Sträucher in den Vorgärten und Gärten auf: Die wichtigsten sind *Hedera helix* (Efeu), *Prunus laurocerasus* (Lorbeerkirsche), *Rhododendron* div. cult. (Rhododendron), *Mahonia aquifolium* (Mahonie), *Buxus sempervirens* (Buchsbaum) und *Cotoneaster* div. spec. (Zwergmispel). Zunehmend häufiger werden auch mediterrane Arten wie *Pyracantha coccinea* (Feuerdorn), *Viburnum tinus* (Lorbeer-Schneeball), *Prunus lusitanica* (Portugiesische Lorbeerkirsche) und sogar *Laurus nobilis* (Lorbeerbaum) gepflanzt. Ebenso wurde das ostasiatische Sortiment z. B. durch *Skimmia x confusa* (Konfuse Skimmie), *Skimmia japonica* (Japanische Skimmie), *Aucuba japonica* (Japanische Aukube) und *Sarcococca humilis* (Himalaya-Fleischbeere) erweitert. Bereits vor mehr als 25 Jahren wurden in Braunschweig die ersten generativen Verwilderungen von *Pyracantha coccinea* und *Prunus laurocerasus* beobachtet, was wiederum gegen die Klimahypothese spricht und einfach eine Vermehrung aufgrund häufiger Pflanzungen nahe legt. Inzwischen verwildern immergrüne Gehölze sogar in winterkalten Gegenden an Waldrändern Ostniedersachsens, aber eben nur dort, wohin sie mit Gartenabfällen verbracht wurden.

Forschungsbedarf besteht u. a. darin, ob Selektionen auf größere Winterhärte bei immergrünen Zierpflanzen schon eine Rolle bei ihrer Verwilderung spielen können.

In den Medien werden gern „Prognosen“ einzelner Wissenschaftler aufgegriffen, dass demnächst Palmen in Deutschland wachsen könnten, so auch in Braunschweig. Das Experiment liefert aber bislang selbst bei Kultivaren von *Trachycarpus fortunei* (Chinesische Hanfpalme), für die eine Frostresistenz bis -20 °C garantiert wurde, bereits nach dem vergleichsweise milden Winter 2005/06 katastrophale Ergebnisse (Abb. 7 und 8).



Abb. 7: *Trachycarpus fortunei* (Chinesische Hanfpalme) kultiviert am alten Hafen in Dömitz/Elbe (24.9.2005).



Abb. 8: Die Hanfpalmen waren bereits nach einem Winter abgestorben (23.4.2006).

### 3.5. Überraschende Ausbreitung von Kulturpflanzen

Bei der Untersuchung der Flora von Siedlungen fiel uns in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts erstmals eine erstaunliche Häufigkeit von Weizen (*Triticum aestivum*) und Roggen (*Secale cereale*) auf (BRANDES & GRIESE 1991). Mit gewisser zeitlicher Verzögerung gilt dies auch für Raps (*Brassica napus*). Die drei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen finden sich oft an Straßenrändern, durchaus mitten in Großstädten oder in Wohnvierteln, durch die kaum Erntegüter transportiert werden. LIPPE & KOWARIK (2007) haben mit Samenfallen den Diasporeneintrag in zwei Straßentunneln in Berlin untersucht, wobei sich Weizen als die häufigste Art herausstellte. Aber auch Roggen und Raps waren unter den 10 häufigsten Arten vertreten. Weitere wenig beachtete, aber flächendeckend verwilderte Kulturpflanzen sind Luzerne (*Medicago x sativa*) und Meerrettich (*Armoracia rusticana*).

Diese starke, früher nicht beobachtete (oder einfach übersehene) Ausbreitung wichtiger Nutzpflanzen zeigt, wie groß der Genfluss selbst in urban-industriellen Lebensräumen sein kann. Diese Befunde haben unmittelbare Auswirkungen auf die bisherigen Sicherheitskonzepte für den Anbau gentechnisch veränderter Organismen (GMO), wie LIPPE & KOWARIK (2007) aufzeigen konnten.

### 3.6. Ansalbungen

Die im vorigen Abschnitt diskutierten Fälle können als leichtfertiges, jedoch unbeabsichtigtes Freisetzen von Pflanzenarten zusammengefasst werden. Ihnen ist die bewusste Florenverfälschung gegenüberzustellen. Beabsichtigte Veränderungen der Flora durch Einbringen gebietsfremder Arten werden als „Ansalbungen“ bezeichnet (zur Herkunft und Bedeutung des Wortes vgl. WAGENITZ 2000). Ansalbungen werden von Pflanzenliebhabern zur Bereicherung der lokalen Flora und zur Erhöhung des Naturschutzwertes eingesetzt. Wenn auch die meisten Ansaaten bzw. Umpflanzungen erfolglos bleiben, so kann die Erfolgsquote doch nicht vernachlässigt werden. Ansalbungen an sich einheimische Arten, die aber in einem bestimmten Gebiet fehlen oder aber lokal ausgestorben sind, führen oft zu einer Verwischung ökologisch bedingter Verbreitungsgrenzen und erschweren daher biogeographische Forschungen oder machen sie sogar im Einzelfall unmöglich. Ansalbungen erfolgen insbesondere auf Halbtrockenrasen, so z. B. von submediterranen Orchideen im Leinetal. Wenn die meisten der gebietsfremden Arten ihre Freisetzung auch nicht dauerhaft überstehen, so gibt es doch eine stattliche Anzahl von erfolgreichen Etablierungen. Hierzu gehören Mauerpflanzen wie *Cymbalaria muralis* (Mauer-Zymbelkraut) oder *Asarina procumbens* (Kriechendes Löwenmaul), Arten der Hochmoore wie *Kalmia angustifolia* (Schmalblättriger Berglorbeer) sowie Wasserpflanzen wie *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest) und die asiatische *Nelumbo lotus* (Lotus-

blume), die am südlichen Rand Mitteleuropas im Mincio bei Mantua inzwischen lokal eingebürgert ist. Die Ansalbung des Mauer-Zymbelkrauts durch einen Pflanzenliebhaber lieferte sogar das Sujet für die Novelle „*Linaria cymbalaria*“ (SEIDEL 1894).

#### 4. Beeinträchtigung der Phytodiversität

Sind negative Auswirkungen von Neophyten auf die Diversität unserer Flora zu befürchten? Wie bei vielen ökologischen Fragestellungen ist die Aussage skalen- und regionsabhängig. Im nationalen Rahmen gilt für Deutschland bzw. Mitteleuropa immer noch, dass keine einzige einheimische Pflanzenart durch die Einwirkungen eines Neophyten gefährdet oder gar verdrängt würde. Die Ursache hierfür wird von SCHROEDER (1998: S. 83) mit der Konkurrenzstärke einheimischer Arten erklärt, „die ihre Konkurrenzstärke in der Vergangenheit dadurch bewiesen haben, dass sie nach mindestens dreimaliger Eliminierung aus Mitteleuropa während der Eiszeiten immer wieder die Wiederbesiedlung bewerkstelligt haben“. Die Ursachen für das Aussterben empfindlicher Arten sind in Mitteleuropa woanders zu suchen, nämlich in Habitatveränderungen im Gefolge der im 20. Jahrhundert stark intensivierten Landwirtschaft, durch den luftbürtigen Stickstoffeintrag sowie durch Fragmentierung und Zerstörung von schutzwürdigen Biotopen im Gefolge des Ausbaus von Verkehrs- und Industrieanlagen sowie von Siedlungen.

Anders ist der Neophyteneinfluss hingegen bei lange von den Kontinenten isolierten Inseln mit eigenständigen Floren zu bewerten. Oft sind nicht alle Nischen besetzt, es fehlen oft ausbreitungsfreudige und / oder stresstolerante Sippen. Verwilderte Zier- und Nutzpflanzungen können in solchen Systemen Standortveränderungen verursachen, denen idiochore Arten zum Opfer fallen können. Belege hierfür sind Hawaii, Madagaskar, Neuseeland, Australien oder die Kanarischen Inseln. Am Beispiel der auch von uns untersuchten südafrikanischen Sauerklée-Art *Oxalis pes-caprae* (BRANDES 1991) fanden GIMENO et al. (2006) für den westlichen Mittelmeerraum, dass Inseln generell empfindlicher gegenüber Pflanzeninvasionen sind als Kontinente. Auf die gravierende Beeinträchtigung der Viehzucht durch 281 Zierpflanzenarten, die nach Australien eingeführt wurden, weist eine kürzlich veröffentlichte Studie (BARKER, RANDALL & GRICE 2006) hin.

Leider wird in der aktuellen Neophytendiskussion in Deutschland immer wieder behauptet, dass Neophyten die einheimische Vegetation beeinträchtigen, ohne dass es hierfür Belege gäbe. Die Diktion der Meldungen kann in Extremfällen durchaus fremdenfeindliche Züge tragen. Analysen der tatsächlichen Verhältnisse zeigen ein differenziertes Bild: Bei so unterschiedlichen Lebensräumen wie Städten (BRANDL et al. 2001) und Flussufern (Abb. 9) zeigt sich

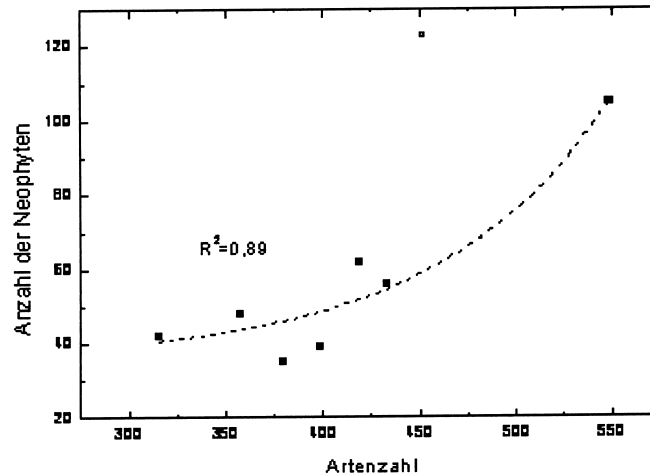


Abb. 9: Neophyten an Flussufern (Oker, Mittelbe, Schunter, Ecker, Ilse, Mittelweser): ihre Anzahl steigt mit der Gesamtartenzahl der 6 Flüsse bzw. Flussabschnitte an. Vielgestaltige Habitate bieten demnach vielen Arten Nischen sowohl indigenen Arten wie Neophyten.

jeweils eine positive Korrelation zwischen der Anzahl einheimischer Arten und der Anzahl von Neophyten. Höhere Nischenvielfalt bedingt höhere Artenzahlen – sowohl bei idiochoren Arten wie bei Neophyten oder Archäophyten.

Nach Untersuchungen von McKINNEY (2004) begünstigt ein hoher Neophytenanteil in den USA eine Homogenisierung der Flora. Die Auswertung ostdeutscher Kartierungsdaten ergab jedoch, dass adventive Pflanzenarten (Archäophyten und Neophyten) nicht zu einer Homogenisierung der Flora Deutschlands in dem Sinne führen, dass die regionalen Artenpools infolge der biologischen Invasion einander ähnlicher werden (KÜHN, KLOTZ & BRANDL 2004). Die genannten Autoren beurteilen die Etablierung gebietsfremder Arten daher zum großen Teil als Bereicherung und nicht als Bedrohung der einheimischen Flora.

Der Vollständigkeit halber sei angeführt, dass nicht nur indigene Arten, sondern auch eingebürgerte Neophyten unter den Schutz des Bundesnaturschutzgesetzes fallen. Nichteinheimische Pflanzenarten sind also grundsätzlich dann schützenswert, wenn sie als Ergebnis eines historischen Prozesses Teil der Flora geworden sind (vgl. KOWARIK 2003 a). Sinnvollerweise unterliegt die gezielte Ausbringung gebietsfremder Arten der Genehmigungspflicht (§ 41 BNatSchG), was in der Praxis allerdings relativ wirkungslos ist, wie die in Kap. 3 genannten Beispiele zeigen.

Es scheint, dass die Chancen der Erhöhung der Artenzahl unserer Flora noch gar nicht ausreichend wahrgenommen werden: Eine größere Artenzahl dürfte ein-

mal Reaktionen der Vegetationsdecke auf Klima- und Nutzungsänderungen erleichtern, zum anderen ist Hybridisierung ein wichtiger Motor der Artneubildung. Wenn auch die Biodiversitätskonvention den Schutz und die Erhaltung der momentan in den einzelnen Ländern vorhandenen Biodiversität fordert, so ist auch völlig evident, dass die Evolution ein dynamischer Prozess ist. Hieraus ergibt sich die Forderung nach Einzelfallanalysen.

### **5. Sind Prognosen über die Ausbreitung bzw. Invasion von gebietsfremden Pflanzenarten möglich?**

Wegen der geringen Kenntnisse über die Reaktionsnorm der einzelnen Arten, der Schwierigkeit, sowohl ihre Präadaption an (im Einzelfall kaum vorhersagbare) Umweltänderungen sowie den Erfolg von Mutationen zu bewerten, sind generelle Prognosen kaum möglich.

Eine Prognose für den weiteren Zustrom von Neophyten wurde von JÄGER (1988) gewagt: Seiner Ansicht nach haben die meisten Neophyten Europa bereits erreicht, da der Zustrom pro Zeiteinheit deutlich geringer geworden sei.

Trotzdem ist in den letzten zwei Jahrzehnten in vielen Regionen Mitteleuropas eine starke Zunahme von Neophyten festzustellen, die jedoch nicht zwangsläufig im Widerspruch zur obigen Aussage stehen muss. Angesichts der großen Dynamik stellt sich allerdings die Frage, ob alle rezenten Beobachtungen wirklich als Ausfüllen des potentiellen Areals längst nach Europa eingeführter Arten gedeutet werden können oder ob es sich dabei nicht auch um neuartige Neophytenquellen bzw. -ausbreitungen handelt. Besondere Beachtung sollten solche gebietsfremden Arten finden, die vermutlich unmittelbar vor der Einbürgerung stehen (vgl. hierzu den Kriterienkatalog für Einbürgerungsprognosen von ADOLPHI 2001). Die Treffsicherheit von Prognosen wird vermutlich weiterhin eingeschränkt sein, da nicht nur die Biologie der eindringenden Art, sondern auch die Ökologie des invadierten Habitats für eine Modellbildung gut bekannt sein müssen, da Nutzungs-, Standorts- und Klimaänderungen die Konkurrenzverhältnisse in kaum vorhersehbarer Weise ebenso wie mögliche Hybridisierungen ändern. Hypothesen und Modellbildungen (z. B. HEGER 2004) sind aus heuristischen Gründen unerlässlich und werden der Invasionsforschung wichtige Anstöße geben.

Nutzungsänderungen und Zierpflanzen-Moden gehören zu den wichtigsten Faktorenkomplexen, die die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Pflanzen steuern, was sowohl innerhalb der einheimischen Flora gilt als auch für die Wechselbeziehungen zwischen Einheimischen und Neophyten. Eine Prognose kann daher nur auf Basis einer Einzelfallanalyse erfolgen. Hierfür ist die Populationsentwicklung über längere Zeit zu untersuchen, da zwischen Einführung und erstmalig beobachteter Ausbreitung oft eine große Zeitspanne (Time-



lag) vergeht. Im Anschluß daran kommt es mitunter zu einer stürmischen Populationsentwicklung, die schlimmste Befürchtungen hinsichtlich der Konkurrenzstärke weckt. Häufig regelt sich anschließend die Populationsgröße auf ein viel niedrigeres Niveau ein. Die Ursachen hierfür sind unklar, es dürfte sich um einen schwer durchschaubaren Komplex aus ökologischen und genetischen Gründen handeln, vor allem aber durch verspätet einsetzende Schädigung von Phytophagen, Herbivoren und/oder phytopathogenen Mikroorganismen. Nach bisherigen Erfahrungen ist jedoch davon auszugehen, dass eine dauerhaft verwilderte Art allen Bekämpfungsmaßnahmen zum Trotz kaum wieder verschwinden wird. Mitunter trägt auch der Augenschein: Nicht immer sind Dominanzbestände von Arten wie *Senecio inaequidens* (Schmalblättriges Greiskraut), *Impatiens parviflora* (Kleinblütiges Springkraut), *Ambrosia artemisiifolia* (Beifußblättriges Traubenkraut) oder *Atriplex micrantha* (Verschiedensamige Melde) durch Verdrängung einheimischer Pflanzenarten entstanden, sondern durch Realisierung von Nischen, die von der einheimischen Flora nicht besetzt wurden.

## 6. Zusammenfassung

Einführung und Ausbreitung der gebietsfremden Pflanzen widerspiegeln wesentliche Teile unserer Kulturgeschichte. Die Beschäftigung mit anthropogenen Pflanzenmigrationen hat in Mitteleuropa eine relativ lange Forschungstradition. Nach SUKOPP (1998) wird der mitteleuropäische Forschungsansatz durch das Studium der Agriophyten, das Konzept der Anökophyten sowie durch die Fokussierung auf grundlegende Studien gekennzeichnet, nicht aber durch Bekämpfung bzw. Kontrolle der invasiven Pflanzen.

Da die meisten unserer Zierpflanzen aus (etwas) wärmeren Klimagebieten stammen, wird eine Klimaerwärmung zumindest Samenreife und Ausbreitung fördern. Ob und wie sich die Invasibilität der existierenden Pflanzengesellschaften ändern wird, ist zur Zeit nicht vorhersagbar. In Mitteleuropa gibt es keine Belege für eine ernstzunehmende Beeinträchtigung der Biodiversität durch verwildernde Zierpflanzen auf regionaler oder nationaler Ebene. Auf lokaler Ebene sollten bei Bedarf nach Einzelfallanalyse Bekämpfungsmaßnahmen ergriffen werden. Es ist jedoch nicht zu erwarten, dass eine einmal eingebürgerte Zierpflanze wieder völlig verschwinden wird.

## Literatur

- ADLER, W. & A. C. MRKVIČKA (2003): Die Flora Wiens gestern und heute. – Wien. 831 S.
- ADOLPHI, K. (2001): In jüngster Zeit entdeckte Neophyten und Überlegungen über ihre mögliche Einbürgerung. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen: Beiträge zu Biologie,

- Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa. Braunschweig, 2001. - S. 15-25. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten ; 8)
- ASMUS, U. (1981): Der Einfluß von Nutzungsänderung und Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste in Erlangen. – Ber. Bayer. Bot. Ges., 52: 117-121.
- BARKER, J., R. RANDALL & T. GRICE (2006): Weeds of the future? Threats to Australia's grazing industries by garden plants. – North Sydney NSW. 120 S.
- BERGER, S. & G.-R. WALTHER (2006): Distribution of evergreen broad-leaved woody species in Insubria in relation to bedrock and precipitation. – Botanica Helvetica, 116: 65-77.
- BRANDES, D. (1989): Zur Soziologie einiger Neophyten des insubrischen Gebietes. – Tuexenia, 9: 267-274.
- BRANDES, D. (1991): Soziologie und Ökologie von *Oxalis pes-caprae* L. im Mittelmeergebiet unter besonderer Berücksichtigung von Malta. – Phytocoenologia, 19: 285-306.
- BRANDES, D. (2006): Zur Einbürgerung von *Fraxinus ornus* L. in Braunschweig. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften, 7: 535-544.
- BRANDES, D. & D. GRIESE (1991): Siedlungs- und Ruderalvegetation von Niedersachsen. – Braunschweig. 173 S. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 1.)
- BRANDES, D. & J. NITZSCHE (2007): Verbreitung, Ökologie und Soziologie von *Ambrosia artemisiifolia* L. in Mitteleuropa. – Tuexenia, 27: 167-194.
- BRANDES, D. & H. SCHLENDER (1999): Zum Einfluss der Gartenkultur auf die Flora der Waldränder. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften, 5: 769-779.
- BRANDES, S. & D. BRANDES (1995): Vorkommen und Verwilderung von Zierpflanzen in Dörfern dargestellt am Beispiel des westlichen Sachsen-Anhalt. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften, 4: 913-923.
- DAMM, C. (1994): Vegetation und Florenbestand des Brockengebietes. – Hercynia, N.F. 29: 5-56.
- GIMENO, I., M. VILÀ & P. E. HULME (2006): Are islands more susceptible to plant invasion than continents? A test using *Oxalis pes-caprae* L. in the western Mediterranean. – Journal of Biogeography, 33: 1559-1565.
- GOSSNER, M. (2004): Diversität und Struktur arbikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. – Berlin. 241, LXIX S. (Neobiota; 5)
- GRIESE, D. (1999): Flora und Vegetation einer neuen Stadt am Beispiel von Wolfsburg. – Diss. TU Braunschweig. X, 235 S. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten; 7)
- GRIESE, D. (2001): Zur Rolle der Adventiven in der Flora und Vegetation der neuen Stadt Wolfsburg. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. – Braunschweig. S. 117-131. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten; 8)

- GUTTE, P. (2006): Flora der Stadt Leipzig einschließlich Markkleeberg. – Jena. 278 S.
- HAEUPLER, H. & T. MUER (2007): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 2. korrig. u. erw. Aufl. – Stuttgart. 789 S.
- HEGER, T. (2004): Zur Vorhersagbarkeit biologischer Invasionen: Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Analyse der Invasion gebietsfremder Pflanzen. – *Neobiota*, 4: 197 S.
- HUSSNER, A. & R. LÖSCH (2005): Alien aquatic plants in a thermally abnormal river and their assembly to neophyte-dominated macrophyte stands (River Erft, Northrhine-Westphalia). – *Limnologica*, 35: 18-30.
- HYLANDER, N. (1943): Die Grassameneinkömmlinge schwedischer Parke. – *Symb. Bot. Upsal.*, 7(1): 1-432.
- JÄGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitung. – *Flora*, 180: 101-131.
- KAY, S. H. & S. T. HOYLE (2001): Mail order, the internet and invasive aquatic weeds. – *Journal of aquatic plant management*, 39: 88-91.
- KISON, H.-U. & J. WERNECKE (2004): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. – Wernigerode. 183 S.
- KLÖTZLI, F., G.-R. WALTHER, G. CARRARO & A. GRUNDMANN (1996): Anlaufender Biomwandel in Insubrien. – *Verhandl. Ges. f. Ökologie*, 26: 537-550.
- KLOTZ, S. (2002): Biogeographical aspects of plant invasions. – In: KOWARIK, I. & U. STARFINGER (Hrsg.): *Biologische Invasionen: Herausforderung zum Handeln?* – Berlin, S. 25-26. (*Neobiota*; 1)
- KNOERZER, D. & A. REIF (2002): Fremdländische Baumarten in deutschen Wäldern. – Berlin, S. 27-35. (*Neobiota*; 1)
- KOWARIK, I. (2003 a): *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. – Stuttgart. 380 S.
- Kowarik, I. (2003 b): Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. – *Biological Invasions*, 5: 293-312.
- KRONENBERG, B. & I. KOWARIK (1989): Naturverjüngung kultivierter Pflanzenarten in Gärten. – *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins*, 7: 3-30.
- KÜHN, I., S. KLOTZ & R. BRANDL (2004): Plant distribution patterns in Germany – will aliens match natives? – In: KÜHN, I. & S. KLOTZ (Hrsg.): *Biological invasions – challenges for science?* – Berlin S. 21-22. (*Neobiota*; 3)
- KÜSTER, H. (1996): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa*. – München. 423 S.

- LANDOLT, R. (2001): Flora der Stadt Zürich. – Basel. 1421 S.
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. – Stuttgart. 462 S.
- LIPPE, M. VON DER & I. KOWARIK (2007): Crop seed spillage along roads: a factor of uncertainty in the containment of GMO. – *Ecography*, 30: 483-490.
- McKINNEY, M. (2004): Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. – *Global ecology and biodiversity*, 13: 47-53.
- OTTE, B. & B. MATTONET (2001): Die Bedeutung von Archäophyten in der heutigen Vegetation ländlicher Siedlungen in Deutschland. – In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen: Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa. Braunschweig, 2001. - S. 221-247. (Braunschweiger Geobotanische Arbeiten ; 8)
- ROTHMALER, W. (Begr.)(2005): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band hrsg. v. E. J. JÄGER, & K. WERNER. 10. Aufl. – München. 980 S.
- ROTHMALER, W. (Begr.)(2008): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 5: Krautige Zier- und Nutzpflanzen hrsg. v. E. J. JÄGER, F. EBEL, P. HANELT, G. K. MÜLLER. – Berlin. 880 S.
- SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. – Wiesbaden. X, 457 S.
- SCHROEDER, F.-G. (2000): Die Anökophyten und das System der floristischen Statuskategorien. – *Biologische Jahrbücher für Systematik*, 122: 433-457.
- SEIDEL, H. (1894): *Linaria cymbalaria*. – In: Berliner Skizzen: Neue Vorstadtgeschichten. – Leipzig. S. 19-36.
- STARFINGER, U., I. KOWARIK, M. RODE & H. SCHEPKER (2003): From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? – The perception of an alien tree through the centuries. – *Biological Invasions*, 5: 323-335.
- STÜTZEL, T. (2003): Profil der Botanischen Gärten Deutschlands. – In: Aufbruch ins 21. Jahrhundert: Die Botanischen Gärten Deutschlands. Aufgaben, Ziele, Ressourcen. Eine Denkschrift der Deutschen Botanischen Gesellschaft. – Berlin. S. 9-14.
- SUKOPP, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenr. Vegetationskunde*, 10: 9-26.
- SUKOPP, H. (1998): On the study of anthropogenic plant migrations in Central Europe. – In: STARFINGER, U., I. KOWARIK & M. WILLIAMSON (eds.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. – Leiden, p. 43-56.
- SUKOPP, H. (2006): Botanische Gärten und die Berliner Flora. – *Willdenowia*, 36: 115-125.
- SUKOPP, H. (1998): On the study of anthropogenic plant migrations in Central Europe. – In: STARFINGER, U., K. EDWARDS, I. KOWARIK & M. WILLIAMSON (eds.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. – Leiden, S. 43-56.

- THELLUNG, A. (1915): Pflanzenwanderungen unter dem Einfluß des Menschen. – Englers Bot. Jahrb., 53 (3/5): 37-66.
- THELLUNG, A. (1918/19.1922): Zur Terminologie der Adventiv- und Ruderalfloristik. – Allg. Bot. Z. Syst., 24/25: 36-42.
- WAGENITZ, G. (2000): Über das Wort „Ansalben“. – Floristische Rundbriefe, 34: 25-27.
- WILLERDING, U. (1986): Zur Geschichte der Ackerunkräuter Mitteleuropas. – Neumünster. 382 S. (Göttinger Schriften zur Vor- und Frühgeschichte, 22.)